

Beitragsserie: Seeufer, ein vergessenes Ökoton

Einführung [UWSF – Z Umweltchem Ökotox 14 (4) 255–256 (2002)]

Beitrag 1: Die ökologische Bewertung von Seeufnern in Deutschland [UWSF – Z Umweltchem Ökotox 15 (1) 31–38 (2003)]

Beitrag 2: Problemfeld Seeufer am Beispiel Bodensee

Teil 1: Grenzüberschreitender Seeuferschutz im Spannungsfeld von Nutzungsinteressen [UWSF – Z Umweltchem Ökotox 15 (2) 125–134 (2003)]

Teil 2: Umsetzung der Uferschutz-Bestimmungen [UWSF – Z Umweltchem Ökotox 15 (3) 187–198 (2003)]

Beitrag 3: Gedanken zum Schutzziel 'Artengemeinschaften' [UWSF – Z Umweltchem Ökotox 16 (1) 48–56 (2004)]

Beitrag 3: Gedanken zum Schutzziel 'Artengemeinschaften'

Rainer Brüggemann^{1*}, Norbert Walz¹, Mario Brauns¹ und Wolfgang Ostendorf²

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310/301, D-12587 Berlin
(brg@igb-berlin.de, walz@igb-berlin.de, brauns@igb-berlin.de)

² Limnologisches Institut, Universität Konstanz, D-78457 Konstanz
(wolfgang.ostendorf@uni-konstanz.de)

* Korrespondenzautor (brg@igb-berlin.de)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2003.10.065>

Zusammenfassung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) fordert eine holistische Herangehensweise in Maßnahmen zur Gewässergüteverbesserung. Mit der Forderung nach 'mehr Ökologie' ist die Anwendung von Biodiversitätsindices naheliegend. Will man Biodiversitätsindices verwenden, um Vergleiche durchzuführen, so stellt sich die Frage, ob ein Ranking anhand eines 'Biodiversitätsindex' unabhängig von der speziellen Wahl des Index ist. Leider ist dies nicht der Fall. Konzepte zur Auflösung des Dilemmas werden aufgezeigt und eine graphische Technik eingesetzt, die bisher nur in der Quantenmechanik, statistischen Mechanik und in der Theoretischen Chemie angewendet wurde: Die Technik der YOUNG-Diagramme.

Schlagwörter: Biodiversität; Bodensee; EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL); Ökotone; Ordnungstheorie; Schutzziele; Seeufer; YOUNG-Diagramme

Abstract

Series: Lake Shores, a Forgotten Ecotone (Article 3)
Areas of Protection: Biodiversity

Within the context of the EU Water Framework Directive (EU-WFD), there is a demand for a holistic quality improvement of aquatic systems. Therefore, it is obvious that biodiversity is one of the quality components and hence has to be considered in detail. The ranking of habitats, based on biodiversity indices, depends on the specific measurement selected. It is postulated that a ranking of habitats by means of a biodiversity index may be ambiguous. Concepts to resolve this dilemma are demonstrated, and a graphical formalism is introduced which up to now has only been used in quantum mechanics, statistical mechanics, and theoretical chemistry: The YOUNG-diagram technique.

Keywords: Areas of protection; biodiversity; ecotones; EU Water Framework Directive (EU-WFD); Lake Constance; lake shores; order theory; YOUNG-Diagrams

1 Einleitung

Sollen Maßnahmen (z.B. Baumaßnahmen an Seeufnern, siehe Walz et al. 2002, 2003, Ostendorf et al. 2003 a,b) beurteilt und ausgewählt werden, welche die Belange des Artenschutzes tangieren, so muss man sich mit den Begriffen, 'Biodiversität', 'Schlüsselarten', 'Erhaltung der Funktionen' und 'Rote Listenarten' auseinandersetzen.

Während die drei letzten Konzepte sich mit der Identifikation von einzelnen Taxa, bzw. ihren Funktionen befassen, die bei einer Maßnahme besondere Beachtung zu finden haben, zielt das erste Konzept, die Biodiversität, auf den Schutz von Artengemeinschaften. Inhaltlich ist damit sowohl die Erhaltung der Funktionen eines Ökosystems gemeint, als auch ein ethischer Anspruch verbunden, der sich auf die Erhaltung bestimmter Artenkonstellationen richtet. Mit diesem weitgefassten Spektrum hinter 'Biodiversität' wird es nicht

verwundern, dass es viele quantitative Ansätze in der Literatur gibt. Alleine die Zahl der sog. Biodiversitätsindices ist fast unüberschaubar, so dass man – analog zu einer in Randic (1992) publizierten Forderung – einen Normenkatalog aufzustellen versucht ist:

- neue Indices sollen aus alten nicht trivial ableitbar sein,
- sie sollen möglichst trennscharf sein,
- sie sollen nach Möglichkeit kausale Zusammenhänge widerspiegeln.

Es sei hier gestattet, auch eine eigene Forderung einzubringen, die wohl auf Anhieb einsichtig ist:

Biodiversitätsindices sollten keine zu hohe Aggregation von Informationen über Artengemeinschaften enthalten. Unter Aggregation verstehen wir dabei die numerische Verknüpfung von vielen Einzelinformationen zu wenigen charakteristischen Indikatoren (oft sogar nur zu einem Indikator). Es ist uns dabei klar, dass wir hier einen Widerspruch in Kauf neh-

men: Indices sind ja gerade dazu gedacht, Information in einem bestimmten Sinn zu bündeln. Wir glauben aber, dass man dabei oft unnötig weit geht. Hier eine Alternative aufzuzeigen, ist einer der Gegenstände dieser Arbeit.

2 Bewertung von Ufer-Biozöosen

2.1 Problemeispiele

In der Bodensee-Region bestehen seit den 80er Jahren Bemühungen zum Schutz der Seeufer und zur Wiederherstellung anthropogen veränderter Ufer. Entsprechend groß ist auch das Bewusstsein von der Bedeutung der Ufer für den Gewässerschutz, den Naturschutz und für die Lebensqualität der Anrainer sowie die Wertschöpfung im Tourismussektor. Insbesondere Fragen zum Uferverbau, zur Ufererosion und zum Röhrichtrückgang förderten den Wunsch, die als zerstört empfundenen Ufer durch 'Uferrenaturierungen' wieder in einen naturnahen Zustand zu versetzen (Details siehe Ostendorp et al. 2003 a,b). Uferschutz zu betreiben heißt, Handlungsoptionen zu bewerten. Damit dies geschehen kann, müssen Kriterien bereitgestellt werden, an denen die Handlungsoptionen geprüft werden sollten. Die Definition von Kriterien wiederum wird sich u.a. an dem jetzigen Zustand von Seeufern orientieren müssen. Mit anderen Worten, es liegt eine hochkomplexe Bewertungsaufgabe vor.

2.2 Integritätsmaße

2.2.1 Allgemeines zu Gütefunktionen

In den ersten beiden Beiträgen dieser Serie waren einige Problemfelder beschrieben worden. Maßnahmen wurden definiert und diskutiert – aber wie sollen verschiedene Maßnahmen gegeneinander abgewogen werden? Es stellt sich damit die Frage nach einer Gütefunktion, nach der Maßnahmen beurteilt und gegebenenfalls optimiert werden könnten. Zweifelsohne wird ein Kriterium die *Integrität des Ufer-Ökosystems* sein. Zu einem Kriterium gehört allerdings auch ein Maß, das die Erfüllung dieses Kriteriums quantifiziert. Bisher ist hierfür jedoch kein überzeugender Indikator gefunden worden. Odum (1969) hat beispielsweise 24 heuristische Gütemaße zusammengestellt. Viele Ansätze haben sich an einer thermodynamischen Betrachtungsweise orientiert. So beispielsweise die Exergie von Jørgensen et al. (1995), Emergie von Patten (1992), Entropieänderungen von Mauersberger (1996), usw. Es besteht jedoch weitgehend Einigkeit darüber, dass in einem offenen System, fernab eines Gleichgewichts, thermodynamische Konzepte nur sehr bedingt anwendbar sind. Wäre es denn möglich, dass es ein solches generelles Gütemaß gar nicht gibt?

Es ist klar, dass man umso eher erwarten kann, eine Gütefunktion zu finden, je mehr Voraussetzungen und Randbedingungen bekannt sind oder vorgegeben werden. Eine einfache Analogie ist die Funktion $y = x$ mit x gewählt aus der Menge der natürlichen Zahlen. Wenn nichts weiteres bekannt ist, dann hat diese Funktion kein Maximum, weil die Menge der natürlichen Zahlen (abzählbar) unendlich groß ist. Wird aber eine Zusatzbedingung vorgegeben: Etwa für x im Intervall von 0 bis einschließlich 10, dann hat diese Funktion sehr wohl ein Maximum: es wird am rechten Rand

des Intervalls eingenommen. Wir stellen uns so ähnlich vor, dass es eine Gütefunktion nicht gibt, aus der in voller Allgemeinheit abzuleiten ist, wohin sich die Natur entwickelt. Eine weitere wichtige Randbedingung ist, dass die Frage nach einer Gütefunktion nicht von der Wahl der ökologischen Betrachtungsebene losgelöst sein kann (Wilhelm & Brüggemann 2000): In einer *mikroskopischen* Betrachtungsweise werden sich die Teilchen eines Gases zwischen zwei Boxen verteilen, wobei keine Bewegungsrichtung eines einzelnen Teilchens bevorzugt ist. Eine Ableitung eines bevorzugten Zustands ist in dieser Betrachtungsebene nicht möglich. In der *makroskopischen* Ebene dagegen, in der das Teilchenensemble 'Gas' betrachtet wird, gibt der zweite Hauptsatz der Thermodynamik die Entwicklungsrichtung vor: Das Gas verteilt sich gleichmäßig über die beiden Boxen. Die Entwicklungsrichtung eines ökologischen Systems wird in Analogie dazu nicht nur an den Prozessen festzumachen sein, die man an Individuen beobachtet, sondern wird nur im Kontext der gewählten Beobachtungsebene definiert werden können.

Einen interessanten Beitrag zu der Frage nach der Existenz der Gütefunktion liefert die Theorie der zellulären Automaten (vgl. Wilhelm & Brüggemann 2000). Zelluläre Automaten sind mathematische Simulationssysteme, in denen einfache Regeln zwischen den Objekten der Simulation, den sog. Zellen, erlauben, sehr komplexe Verhaltensweisen zu berechnen. Wolfram (1986) hatte diese naheliegende Idee: Er sah zelluläre Automaten als ein Modellsystem für die Evolution an und versuchte, daraus fundamentale Gesetze abzuleiten. Als ein allgemeines Ergebnis ergab sich, dass die zellulären Automaten in vier Klassen eingeteilt werden sollten:

Klasse 1: es wird genau ein Zustand erreicht

Klasse 2: es wird ein periodisches Verhalten gefunden

Klasse 3: das Verhalten ist chaotisch; allerdings sind statistische Charakterisierungen möglich

Klasse 4: unentscheidbares Verhalten

Die Klasse 4 enthält somit diejenigen zellulären Automaten, welche die vielseitigsten Entwicklungsmöglichkeiten aufweisen, die also ein Modell für die Evolution sein könnten. Gerade diese sind aber in ihrem Verhalten nicht in endlicher Zeit vorausberechenbar (Technische Bezeichnung NP-Probleme (von: nonpolynomial)). Man muss ausprobieren, was sie tun; die Regeln sind zu flexibel, um hieraus *a priori* und damit gesetzmäßig ein Verhalten ableiten zu können. Wir sehen das als einen Hinweis, dass (wahrscheinlich) die universellen Entwicklungsmöglichkeiten in der Natur nur bei drastischer Reduktion der Freiheitsgrade voraussagbar werden in dem Sinne, dass sich dann eine in endlicher Zeit berechenbare Gütefunktion aufstellen lässt.

2.2.2 Gütefunktionen für nichtbinäre Netze

Sieht man das Anliegen, das zu Biodiversitätsindices geführt hat, als einen Versuch, von einem Ökosystem anhand von Individuenzahlen Informationen abzuleiten, so ist ein naheliegender weiterer Schritt, nicht nur die Individuen und deren Anzahlen, sondern auch die Art ihrer Verknüpfungen untereinander zu charakteristischen Größen zu verarbeiten. Verknüpfungen der Arten werden durch Fraßbeziehungen realisiert. Der Katalog von Individuen mit allen ihren Fraß-

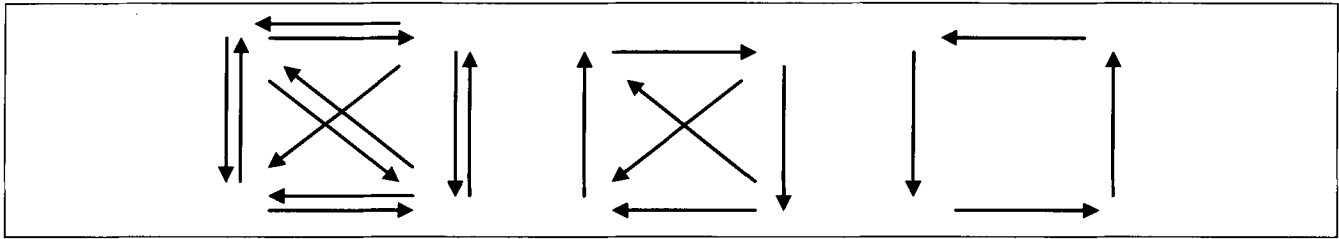


Abb. 1: (Nichtbinäre) Nahrungsnetze. Links: hohe Diversität (nach Perez-Espana & Arreguin-Sanchez 1999), rechts: hohe Effizienz (nach Ulanowicz 1997). In der Mitte eine von mehreren Realisierungen eines Netzes mit mittlerer Artikulation

beziehungen wird bekanntlich durch Nahrungsnetze visualisiert. Schritte in der gewünschten Richtung würden beinhalten, Nahrungsnetze durch charakteristische Größen zu beschreiben. Diesen Schritten müsste dann die Analyse von *nichtbinären* Nahrungsnetzen folgen, in denen nicht nur die bloße Existenz einer Fraßbeziehung konstatiert wird, sondern der damit verbundene Energie-, Informations- oder Massenfluss in Rechnung gestellt wird. Für solche Systeme sind viele Gütefunktionen entwickelt und entsprechend auch kontrovers diskutiert worden. Eine dieser Gütefunktionen, 'mittlere Artikulation' (MA), ist beispielsweise von Wilhelm & Brüggemann (2001) und Brüggemann & Wilhelm (2002) vorgeschlagen worden. Dieses Gütemaß stellt einen Kompromiss dar zwischen zwei Extremstandpunkten, was ein 'integres' Netz ist (Abb. 1).

Analysiert man die Beziehungen zwischen Netzcharakteristiken wie z.B. der Konnektivität C (von Connectivity = aktuelle Räuber-Beute-Relationen, dividiert durch die theoretische Anzahl von Relationen in einem aus N Knoten bestehenden Netz) und der Knotenzahl N , so erhält man nach Analyse einer ganzen Reihe von Nahrungsnetzen in der Natur einen empirischen Zusammenhang $C = f(N)$. Bestimmt man nun diejenigen Netze, die MA optimieren, so kann man ebenfalls C als Funktion von N berechnen. Diese (theoretische) Funktion stimmt gut mit dem empirischen Zusammenhang $C = f(N)$ überein (Wilhelm & Brüggemann 2001).

Für eine Beurteilung eines Ökosystems in der Praxis werden wohl solche Maße wie MA (noch lange) nicht einsatzfähig sein; wir wollen aber festhalten, dass sich die Güte eines Systems aus der Taxa-Zusammensetzung *und* deren Verknüpfungen ergibt. Da es aber schwierig genug ist, das Makrozoobenthos des Litorals von Seen, insbesondere auf Artenebene, vollständig zu erfassen, wird man für lange Zeit pragmatischer sein müssen; also den Informationsumfang über ein System weiter herunterschrauben, z.B. durch Beschränkung auf die sicher bestimmbar systematischen Ordnungen des Makrozoobenthos. In diesem Sinn ist die Biodiversität nun ein Maß, das auf die Betrachtung der Netzverknüpfung verzichtet und nur noch die einzelnen Knoten (ohne ihre Verknüpfung) betrachtet, und es ist zu fragen, in welcher Richtung hier Verbesserungen denkbar sind.

2.3 Biodiversität:

2.3.1 Mehrdeutigkeit der Biodiversität

Soll ein Kriterium für die Beurteilung von Maßnahmen die Biodiversität sein, so wird man verlangen dürfen, dass die Einstufung der Maßnahmen nach ihrem Biodiversitätsmaß unab-

hängig von der aktuellen Wahl der Quantifizierung ist. Leider ist dies nicht der Fall, wie Salomon (1979) nachgewiesen hat und auch Patil und Taillie schon 1982 ausführlich diskutiert haben. Das bedeutet, dass eine Maßnahme bezüglich der Biodiversität bei Verwendung etwa des Shannon-Maßes (Shannon 1948) schlechter eingestuft werden kann als eine andere Maßnahme, während bei Verwendung eines anderen Biodiversitätsmaßes, z.B. bei Einsatz der reziproken Simpson-Zahl (Simpson 1949) die umgekehrte Reihenfolge gilt. Geht man zurück zu den Wurzeln des Biodiversitätsbegriffes, so ist eigentlich klar, dass es zu Diskrepanzen kommen muss: Schließlich soll eine Artenverteilung durch genau eine Zahl beschrieben werden. Unterschiedliche Biodiversitätsmaße werden in diesem Sinn nur den einen oder anderen Aspekt der Verteilungsfunktion wiedergeben.

Welche Auswege aber gibt es aus der Zweideutigkeit im Ranking von Maßnahmen, je nachdem, welches Biodiversitätsmaß herangezogen wird? Wir wollen dazu zwei Aspekte näher beleuchten: Der 1. Aspekt befasst sich mit einer Alternative zur Aggregation zu Indices, nämlich mit einer einfachen Anwendung der Hasse-Diagrammtechnik (Abk.: HDT, siehe z.B. Brüggemann & Steinberg 2000), während der 2. Aspekt nach Bedingungen fragt, wann – unabhängig von der Realisierung durch ein spezielles Biodiversitätsmaß – das gleiche Ranking von Habitaten erhalten wird.

2.3.2 Der erste Aspekt: Ordnungstheorie für Artengemeinschaftscharakterisierungen

Eine Einstufung der Maßnahmen soll anhand der Artenverteilung vorgenommen werden. Es liegt daher nahe, zunächst verschiedene Biozönosen aufgrund ihrer Abundanz zu vergleichen. Vergleichen bedeutet Ordnen, Ordnen anhand eines multivariaten Datensatzes bedeutet wiederum die Suche nach dem Umfang der partiellen Ordnung, also einer Ordnung, in der nicht notwendigerweise jede Biozönose mit jeder vergleichbar sein muss. Wird beispielsweise in einer Biozönose A etwa die Individuenzahl des i -ten Taxons, n_{iA} klein und in B groß, so kann dies für das j -te Taxon insbesondere dann genau das Gegenteil bedeuten, wenn wegen der begrenzten Ressourcen eine Art nur auf Kosten einer anderen zahlenmäßig anwachsen kann. Inwieweit im Vergleich verschiedener Habitats Exklusivität oder Indifferenz (Neutralität) oder sogar Kooperation zwischen verschiedenen Taxa auftritt, wird durch die Analyse der entsprechenden partiellen Ordnung erfolgen. Welche Gründe (Nahrungskonkurrenz, Räuber-Beute-Beziehung) – etwa für die Exklusivität – vorliegen, ist dann eine nachgeordnete Frage.

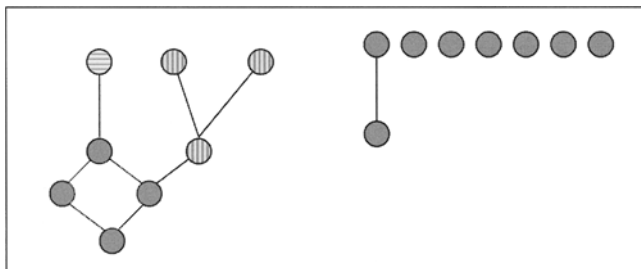


Abb. 2: Reichhaltige und 'arme' partielle Ordnungen, dargestellt durch ein Hasse-Diagramm. Im linken Diagramm erkennt man eine 'Struktur', die durch unterschiedliche Muster in den Knoten sichtbar gemacht wird. Im rechten Diagramm ist die gleiche Anzahl von Knotenpunkten angenommen, aber es liegen wenige (genau nur eine) Verknüpfung(en) vor. Man kann wenige Vergleiche vornehmen

Wichtigstes mathematisches Verknüpfungselement in der ordnungstheoretischen Behandlung von Artengemeinschaften ist die 'kleiner als-Beziehung' (\leq -Beziehung), die beispielsweise zu einer Anordnung von Objekten entlang eines Zahlenstrahls führt. Sind Objekte, a, b, durch mehrere Attribute zu charakterisieren, so wird der Vergleich von Objekten (z.B. hier interessierend von Habitaten, Uferbereichen, Seen, Seenteile; kurz: Szenarien) zu partiellen Ordnungen führen, die – bei nicht zu umfangreichen Datensätzen – durch Hasse-Diagramme visualisiert werden können: Details können in ausführlicher Form in Brüggemann & Steinberg (2000) nachgelesen werden.

Aus $n_{iA} < n_{iB}$ folgt im allgemeinen also **nicht** $n_{jA} < n_{jB}$; daher werden Artenverteilungen nur partiell zu ordnen sein. Der Umfang an Aussagen über die Artenverteilungen hängt somit davon ab, ob die partielle Ordnung 'reichhaltig' ist (Abb. 2).

Beispiel: Brandenburger Seen. Am Beispiel von einer Gemeinschaft von 8 Köcher- und Eintagsfliegenspezies in 31 Brandenburger Seen (Tabelle 1) kann gezeigt werden, wie ein stark strukturiertes Hasse-Diagramm resultiert (Abb. 3). Zugrundegelegt wurden 'Richness-Tupel', also eine Reihe von 8 Zahlen, in denen mit 1/0 Vorhandensein oder Nichtvorhandensein des entsprechenden Taxons angezeigt wird. Die Summe über dieses 'Richness-Tupel' für jeden See führt zur wohlbekannteren Richness-Funktion.

Jeder der 31 Seen wurde also bewertet anhand eines Richness-Tupels. Es sollte allerdings berücksichtigt werden, dass das Fehlen einer Art bei der Probenahme nicht zwangsläufig ein Fehlen der betreffenden Art im Gewässer bedeutet. Gerade bei geringem Stichprobenumfang können selbst vermeintlich häufige Taxa übersehen werden.

Das Hasse-Diagramm stellt somit eine Verallgemeinerung der Richness-Funktion dar: Aufsteigende Sequenzen zeigen immer auch eine aufsteigende Richness-Funktion an. Unvergleichbarkeiten zeigen, dass zu einem oder unterschiedlichen Werten der Richness-Funktion verschiedene Artengemeinschaften gehören. Man sieht demnach, dass es beispielsweise eine Sequenz gibt, wie Beet < Neue < Unte < Glie. Eine derartige Information besagt, dass etwa das Arteninventar (unter den 8 ausgewählten Spezies) des Unterucker Sees (Unte) im Glienicker See (Glie) wiedergefunden wird, dass aber im Glienicker See zusätzliche Arten auftreten.

Tabelle 1: 31 Brandenburger Seen und die hier verwendeten Abkürzungen

Beetzsee	Beet
Blankensee	Blan
Breitlingsee	Brei
Fährsee	Fähr
Glienicker See	Glie
Grimnitzsee	Grim
Gülper See	Gülp
Hohennauener See	Hohe
Küstrinsee	Küst
Lübbensee	Lübb
Mellensee	Mell
Müggelsee	Mügg
Neuendorfer See	Neue
Parsteiner See	Pars
Plauer See	Plau
Rangsdorfer See	Rang
Röddelinsee	Rödd
Ruppiner See	Rupp
Sacrower See	Sacr
Scharmützelsee	Scha
Schauener See	Schn
Schwielochsee	Schc
Schwielowsee	Schw
Stechlinsee	Stec
Stolpsee	Stol
Unteruckersee	Unte
Werbellinsee	Werb
Wittwese	Witt
Wolziger See	Wolz
Wummsee	Wumm
Zechliner See	Zech

Entsprechend gilt für den Neuendorfer See (Neue), dass man sicher sein kann, dass einige Arten, gefunden in Unterucker See, im Neuendorfer See wegfallen, ohne dass andere Arten neu hinzukommen. Unvergleichbarkeiten, wie beispielsweise zwischen dem Neuendorfer See und dem Röddelinsee (Rödd), zeigen, dass mindestens eine Art auf Kosten der anderen in einem der beiden Seen auftritt. Dies kann als Hinweis gewertet werden, dass die Habitatbedingungen der beiden Seen unterschiedliche und sich zum Teil ausschließende Artenzusammensetzungen begünstigen. Eine Verzweigung im Hasse-Diagramm (gesehen von unten nach oben) kann¹ eine selektive Verbesserung in den Habitatbedingungen anzeigen, derart, dass selektiv Arten im linken, bzw. rechten Ast hinzukommen. Eine Vereinigung im Hasse-Diagramm (gesehen von unten nach oben) kann eine nichtselektive Verbesserung in den Habitatbedingungen bedeuten.

¹ Wir drücken uns vorsichtig aus, weil die Information über die Präsenz von Arten vorsichtig gewertet werden muss.

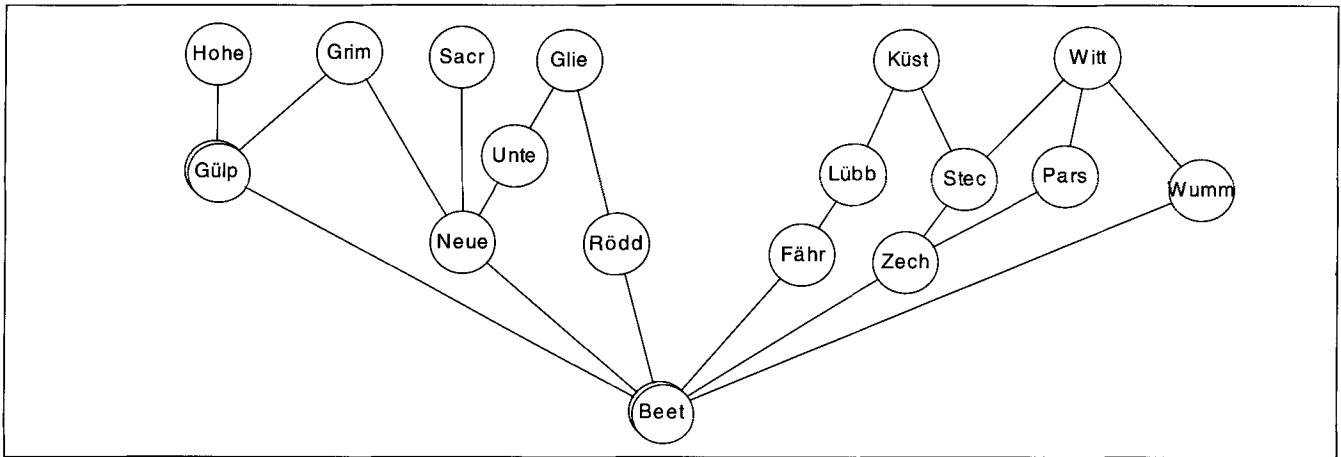


Abb. 3: Die Brandenburger Seen (Abkürzungen: Beet, Neue, Rödd,...siehe Tabelle 1), bewertet anhand eines Richness-Tupels. Der Gülper See (Gülöp) ist – gemessen an dem Arteninventar – äquivalent zum Stolper See (Stol). Im Hasse-Diagramm ist die Tatsache einer solchen Äquivalenz durch die Andeutung eines weiteren Kreises dargestellt. Analog ist der Beetzsee (Beet) Repräsentant von insgesamt 14 Seen mit gleichem Richness-Tupel. Weitere Details, siehe Text

Schematisch kann Exklusivität und nichtselektive Verbesserung der Lebensbedingungen in **Abb. 4** zusammengefasst werden.

In **Abb. 4** sieht man ein schematisiertes Hasse-Diagramm, das aus einer Wurzel hervorgehend zwei Teile aufweist. In jeder Richtung wird ein bestimmtes Grundmuster immer ausgeprägter. Zwischen den beiden Teilen bestehen grundsätzliche Unterschiede in der Artenverteilung. Bestimmte Taxa im (beispielsweise) rechten Ast des Hasse-Diagramms schließen andere Taxa aus, die wiederum im linken Ast auftreten können.

Das Hasse-Diagramm, dargestellt in **Abb. 3**, hat eine auffallende Struktur, die analog zu der in **Abb. 4** ist. Abgesehen von der Wurzel, dem Beetzsee (Beet) mit der trivialen Information (0,0,0,0,0,0,0), besteht das Diagramm aus zwei Teilen, und die Frage liegt nahe, welche Spezies für diese Aufteilung verantwortlich sind: Der linke Teil des Hasse-Diagramms ist nun gerade dadurch ausgezeichnet, dass die Species *Lype phaeopa* und *Centroptilum luteolum* nicht präsent sind, während im rechten Teil *Oecetis ochracea* und *Mystacides longicornis* nicht auftreten. Es liegt also nahe, in zukünftigen Arbeiten nach den Bedingungen zu fahnden, die diese Exklusivität für die beiden Taxonpaare bewirken. Der-

artige Fragen treten unseres Erachtens aber eben nur auf, wenn nicht hochaggregierte Indikatoren, wie die Biodiversitätsindices, verwendet werden. Mit dieser Arbeit schlagen wir also vor, Biozönosen anhand ihrer Richness-Tupel partiell zu ordnen und aus der Struktur des Hasse-Diagramms weitere Fragen abzuleiten.

2.3.3 Biodiversität und Karamata-Theorie (Zweiter Aspekt)

Selbst dann, wenn die partielle Ordnung anhand der Richness-Tupel eingesetzt werden kann, also viele Vergleiche erlaubt und empirische Taxondaten zu interpretieren gestattet, ist nicht gesagt, dass damit konzeptionell die Biodiversität erfasst ist. Schließlich würde für eine Artenverteilung B in der die Individuenzahl für alle Taxa verdoppelt wird, wie in einer Artenverteilung A im Sinne der partiellen Ordnung gelten: $B > A$; das aber widerspricht dem Konzept der Biodiversität, die auf eine intensive, systemeigene Charakteristik hinzielt und nicht auf eine extensive Größe, in der eine bloße Vervielfachung nichts über die Zusammensetzung aussagt. Eine ausführliche Darstellung hierzu kann man in Brüggemann et al. (2000) und Brüggemann & Fromm (2001) finden. Um die Zusammensetzung von Taxa-Gemeinschaft-

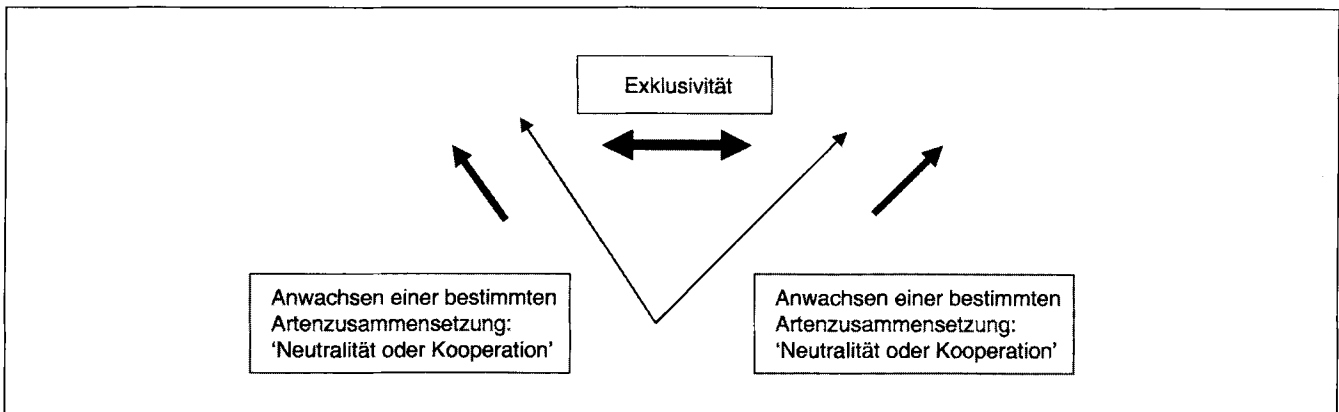


Abb. 4: Schematisierte Darstellung eines Hasse-Diagramms und seine ökologische Interpretation

ten zu beschreiben, erscheint es demnach günstig, die Artenverteilung auf 1 oder 100%, oder sonst eine praktikable Zahl zu normieren:

$$n = (n_1, n_2, \dots, n_m) \rightarrow N = \sum n_i, n' = (1/N) \times (n_1, n_2, \dots, n_m) = (n'_1, n'_2, \dots, n'_m) \text{ (Gl. 1)}$$

n_i : Zahl der Individuen, n'_i : 'relative Individuen-Zahl', m : Gesamtzahl der Taxa

Durch die Normierung (Gl. 1) würde die partielle Ordnung, wie weiter oben definiert, ihren Sinn verlieren, da die Normierung auf 1 dazu führt, dass die Vergrößerung einer relativen Taxon-Zahl immer von der Verkleinerung einer anderen begleitet ist. Man würde auf der Basis normierter Abundanz immer ein strukturloses Hasse-Diagramm erhalten; es würde nur aus einer Antikette bestehen.

Die sog. Richness, R , ist anhand der binären Zahl $B(n'_i)$ wie folgt definiert:

$$R = \sum B(n'_i) \text{ mit}$$

$$B(n'_i) = \begin{cases} 1 & \text{wenn } n'_i > 0 \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}$$

Abgesehen davon, können andere bekannte Biodiversitätsmaße D in der Form

$$D = f(n'_1, n'_2, \dots, n'_m; a, b, \dots) \text{ (Gl. 2)}$$

geschrieben werden (Kurzform: $D(A)$ für Habitat oder See A , $D(B)$ für See B , usw.). Die Größen a, b, \dots stellen zusätzliche Stellgrößen dar, durch deren Wahl besondere Verteilungsaspekte herausgestellt werden können (vgl. z.B. Hill 1973). Eine weitere Möglichkeit, Biodiversität darzustellen, rückt bereits ab von dem Paradigma der 'einen charakterisierenden Größe' und rückt in die Nähe des 1. Aspekts: Man kann sog. Rang-Abundanzdiagramme aufstellen (Begon et al. 1996); die Form der Kurve erlaubt es, Schlüsse über die Artenvielfalt zu ziehen. Anhand der Gl. 2 kann die Frage nach der eindeutigen Reihung von Maßnahmen – unabhängig von der speziellen Wahl von f – wie folgt formuliert werden.

Kann man anhand von $n'(A)$ (Tupel von relativen Individuen-Zahlen für Verteilung A) und analog $n'(B)$ ein Kriterium ableiten, wann $D(A)$ in eine eindeutige Ordnung zu $D(B)$ zu bringen ist? Wie Salomon (1979) ausführt, kann man dies für viele (aber nicht für alle, Salomon 1979) Funktionen f positiv beantworten. Der Schlüssel hierzu ist bereits in mathematischen Arbeiten von Muirhead (1900) und Beckenbach (1971) gelegt worden (siehe auch Randic 1978): Hierzu werden die Komponenten des Tupels n' zunächst so permutiert, dass im permutierten Tupel, die erste Komponente den größten Beitrag aufweist und alle nachfolgenden nur gleichbleibende oder kleinere Beiträge n'_i enthalten. Gilt nach dieser Umsortierung, die im übrigen schon den Zusammenhang zu den schon weiter oben genannten Rang-Abundanzdiagrammen vorbereitet, und nach stufenweiser Summenbildung (Fachjargon: Partialsummen):

$$n_{1A}' \leq n_{1B}'$$

$$n_{1A}' + n_{2A}' \leq n_{1B}' + n_{2B}'$$

.....

$$n_{1A}' + n_{2A}' + \dots + n_{m-1A}' \leq n_{1B}' + n_{2B}' + \dots + n_{m-1B}'$$

dann ist für viele Funktionen $f(n'_1, n'_2, \dots)$ ² gewährleistet:

$$f(n_{1A}', n_{2A}', \dots) \geq f(n_{1B}', n_{2B}', \dots)$$

Man beachte dabei, dass sich die Orientierung des Ungleichheitszeichens geändert hat. Mit anderen Worten:

Berechnet man anstelle der Tupel von relativen Taxa-Zahlen die Tupel, bestehend aus den Partialsummen p_k

$$p_k := \sum_{i=1}^k \sigma(n'_i) \quad k = 1, 2, \dots, m-1$$

wobei $\sigma(n'_i)$ das Ergebnis der Umsortierung (siehe oben) ist, dann folgt mit

$$p(A) = (p_1(A), p_2(A), \dots, p_{m-1}(A))$$

$$p(B) = (p_1(B), p_2(B), \dots, p_{m-1}(B))$$

aus der Ordnungsrelation (sog. Karamata-Ordnung, siehe weiter unten)

$$A \leq B \Leftrightarrow p(A) \leq p(B) \Leftrightarrow p_k(A) \leq p_k(B) \text{ für alle } k=1, \dots, m-1$$

auch die Ordnungsrelation

$$D(A) \geq D(B).$$

Das heißt: Findet man eine \leq -Relation auf der Basis der Karamata-Ordnung für zwei Seen, etwa $A \leq B$, dann gilt für eine Reihe von Diversitätsmaßen (wie beispielsweise Shannon- oder Gini-Index)³: $D(A) \geq D(B)$.

Ein Zahlenbeispiel für drei fiktive Seen, ausgestattet mit maximal 5 Taxa:

Der 'Neusee' hat die auf 10 normierte Verteilung (3,4,0,2,1), der 'Altsee': (1,1,1,1,6) und der 'Nixensee' (2,0,2,4,2). Die Permutation nach abfallendem Zahlenwert liefert die folgenden Partitionen (von 10): Neusee: (4,3,2,1,0), Altsee: (6,1,1,1,1) und Nixensee: (4,2,2,2,0). Die Partialsummen sind: Neusee: (4,7,9,10,10), Altsee: (6,7,8,9,10), Nixensee: (4,6,8,10, 10). Es sind drei Vergleiche durchzuführen: Neusee-Altsee: 4<6, 7=7, 9>8, 10=10, Neusee-Nixensee: 4=4, 7>6, 9>8, 10=10, 10=10, Altsee-Nixensee: 6>4, 7>6, 8=8, 9<10, 10=10. Demnach gilt nur: Neusee > Nixensee, und nur in Bezug auf diese beiden fiktiven Seen würde die Einstufung anhand von Biodiversitätsindices weitgehend zweifelsfrei erfolgen können, $D(\text{Neusee}) < D(\text{Nixensee})$.

² Genauere Charakterisierung: siehe Salomon 1979.

³ Nicht für alle Funktionen schlechthin. Siehe Originalarbeit von Salomon.

2.3.4 YOUNG-Diagramme

Dieses, in der ökosystemar orientierten Literatur leider nicht stark beachtetes Ergebnis lässt sich erweitern und dadurch etwas einfacher anwendbar gestalten: Die Anwendung des als 'Karamata-Ordnung' bezeichneten Gesetzes führt auf die Frage nach der Vergleichbarkeit von Partitionen: Die Zahl 3 kann man z.B. in die Partitionen (2,1,0) oder (1,1,1) zerlegen. Zwei verschiedene Partitionen unterscheiden sich dann nur in der Art, wie die Normierungsgröße 10 in m vorgegebene diskrete Einheiten zerlegt worden ist. Derartige Zerlegungen lassen sich dann durch – in der theoretischen Chemie wohlbekannt – YOUNG-Diagramme (Ruch 1975, Ruch & Gutman 1979, sowie El-Basil & Randic 1992) graphisch präsentieren.

Sind beispielsweise (bereits permutierte und auf 10 normierte) Individuenhäufigkeiten für vier Taxa für die Habitate A, B und C wie folgt gegeben:

- A = (6,2,1,1)
- B = (5,4,1,0)
- C = (6,3,1,0)

dann sind die zugehörigen YOUNG-Diagramme in **Abb. 5** zu sehen.

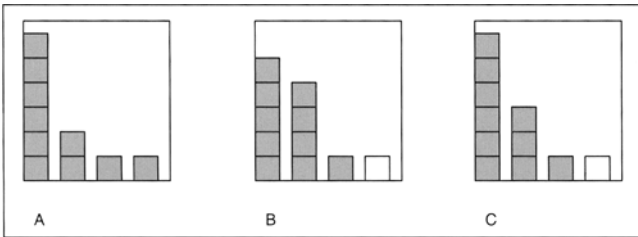


Abb. 5: YOUNG-Diagramme zur Partition von 10 Taxon-Einheiten. Die '0' ist durch leere Kästchen angedeutet. Wir schreiben auch $Y(A)$, $Y(B)$ und $Y(C)$, um anzudeuten, dass die Verteilungen A, B, C in Form von YOUNG-Diagrammen dargestellt werden⁴

Diese Darstellung ist vergleichbar mit Rang-Abundanzdiagrammen, und zwar unter Verwendung diskreter Taxon-Einheiten.

Die Klärung, ob zwischen den drei Verteilungen eine Ordnungsrelation besteht, würde in Anwendung der Karamata-Ordnung die Prüfung auf Partialsummen verlangen:

- $p(A) = (6,8,9,10)$
- $p(B) = (5,9,10,10)$
- $p(C) = (6,9,10,10)$

Es gilt – analog zu dem numerischen Beispiel mit dem 'Altsee', 'Neusee' und 'Nixensee':

$A \parallel_K B$ (' \parallel_K ' steht für Unvergleichbarkeit in der Karamata-Ordnung)
 $A \leq_K C$, (der Index K weist wiederum daraufhin, dass die Karamata-Ordnung gilt)

und

$$B \leq_K C$$

⁴ Es ist nicht üblich in der Literatur, Ordinate (Angabe der diskreten Einheiten) und Abszisse (Spezies) anzugeben. Wir folgen hier der üblichen Darstellungsform.

Demnach ist für viele Biodiversitätsmaße sichergestellt, dass gilt:

$$D(A) \geq D(C)$$

$$D(B) \geq D(C)$$

Dagegen hängt die Anordnung von $D(A)$ gegenüber $D(B)$ von der Wahl der funktionalen Form des Biodiversitätsmaßes ab. **Abb. 6** zeigt schematisch den entsprechenden Sachverhalt.

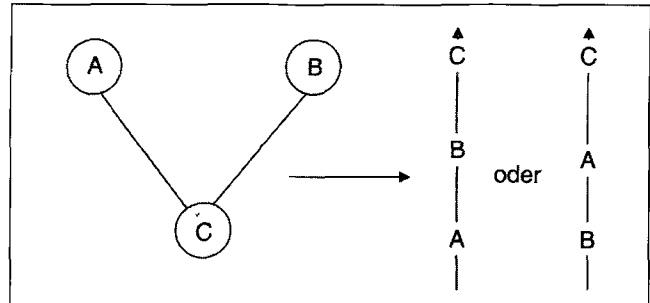


Abb. 6: Hasse-Diagramm der Biodiversität zu den Beispielsystemen A, B und C. Sicher ist die Biodiversität von C größer als von A bzw. B, die Anordnung von A relativ zu B hängt von der Verwendung des aktuellen Maßes, also von der Verwendung eines speziellen empirischen Biodiversitätsmaßes ab. Bemerkenswert ist, dass die Richness R vom Habitat A höher als die von B und C ist. Allerdings ist die Richness auch nur sehr begrenzt als Verteilungscharakteristikum anzusehen

Bis hierher ist lediglich wiederholt worden, was in allgemeinerer Form weiter oben beschrieben wurde. Nimmt man nun aber hinzu, dass man für die YOUNG-Diagramme ebenfalls eine Ordnung definieren kann und zwar

$$Y(A) \leq Y(B) \Leftrightarrow p(A) \leq p(B),$$

so kann man – nach Ruch (1975) – das Zutreffen einer Ordnungsrelation für die YOUNG-Diagramme durch 'Einheitenverschieben' von unten nach oben prüfen (**Abb. 7**).

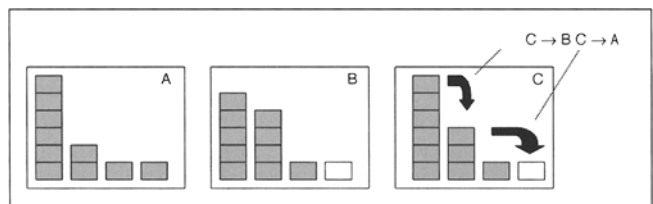


Abb. 7: Ordnungsrelation zwischen YOUNG-Diagrammen. $Y(A)$ geht aus $Y(C)$ hervor, indem (hier genau) ein Individuum von einer Art zu einer anderen 'nach unten' verschoben wird. Analoges gilt für $Y(B)$. Für den Übergang von $Y(A)$ nach $Y(B)$ und umgekehrt muss aber sowohl ein Individuum nach oben als auch ein anderes nach unten verschoben werden

Gehen zwei YOUNG-Diagramme auseinander nur dadurch hervor, dass sowohl Individuen 'nach oben' als auch 'nach unten' verschoben werden müssen, so sind solche YOUNG-Diagramme unvergleichbar, ihre Partialsummen (Erinnerung: Jedes YOUNG-Diagramm ist die graphische Darstellung einer nach fallender Größe geordneten Partition) gehören keiner Karamata-Ordnung, und die Biodiversitätsreihenfolge hängt vom Maß ab, mit welchem gerechnet werden soll; im schlimmsten Fall ist hier also die Möglichkeit einer gezielten Manipulation gegeben (**Abb. 8**).

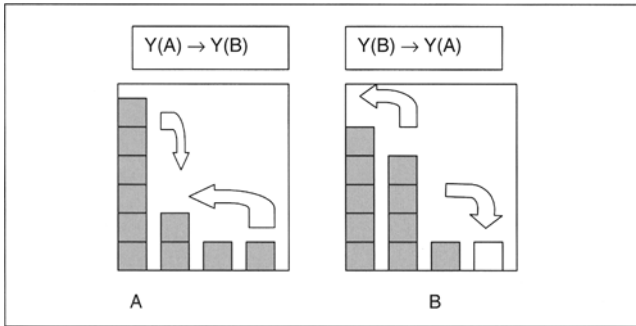


Abb. 8: Unvergleichbare YOUNG-Diagramme

Eine interessante Folgerung ergibt sich zusätzlich: Ruch (1975) hatte gefunden, dass Unvergleichbarkeiten von YOUNG-Diagrammen erst auftreten, wenn die Auflösung der Normierungssumme hinreichend fein ist. Analysiert man Partitionen von Zahlen ≤ 6 , so lassen sich keine Unvergleichbarkeiten finden. Das bedeutet, dass nur bei ausreichendem Detaillierungsgrad in der diskreten Darstellung der Artenverteilungen Probleme durch unterschiedliche Reihungen bei unterschiedlichen heuristischen Biodiversitätsmaßen auftreten.

Die Manipulation, die YOUNG-Diagramme ineinander überführt, kann auch formalisiert werden: 'Spezieserzeugung' und 'Abundanzverschiebung' (Patil & Taillie 1982).

Natürlich wird man bei großen Datenmengen nicht die Ordnungsrelationen unter YOUNG-Diagrammen anhand einer graphischen Manipulation nachweisen, sondern wird zeigen, dass der Überschuss in einem Teil des YOUNG-Diagramms ausreicht, um alle Unterschüsse in den weiter rechts liegenden Teilen auszugleichen. Im Beispiel von Abb. 8 reicht der Überschuss in der ersten Komponente von 1 Einheit nicht aus, um eine Aufstockung von 2 nach 4 zu erreichen. Mithin muss die vierte Komponente ihren Überschuss 'nach links' abgeben.

Dies sei an zwei Seen (Gülper See und Stechlinsee) an einem Beispiel demonstriert. Zur Demonstration des Verfahrens bilden wir die Richnesszahl für Gattungen (beispielsweise alle 1/0-Daten der Caenis-Spezies eines Sees werden addiert und diese Zahl als 'Pseudoabundanz' verwendet). In Tabelle 2 sind die so gefundenen Werte, normiert auf 100 (100%) und nach der Größe bereits sortiert, für die beiden Seen dargestellt. Soll das YOUNG-Diagramm vom Gülper See in das vom Stechlinsee überführt werden, so muss der Überschuss vom Gülpersee gegenüber dem Stechlinsee von $60.2 = (23.4 + 18.4 + 18.4)$ so aufgeteilt werden, dass genug übrig bleibt,

um die 5. bis 12. Komponente von 0 auf ca. 6.6 zu bringen. Es lässt sich leicht zeigen, dass dies der Fall ist. Mithin gilt: $Y(\text{Gülp}) > Y(\text{Stec})$, daher würde $D(\text{Gülp}) < D(\text{Stec})$ für eine Vielzahl von Diversitätsmaßen, wie z.B. für Shannon-Index, Gini-Index, gelten.

3 Schlussfolgerungen

Der Beitrag will zeigen, dass man – ausgehend von der Rolle der Ökotope – Integritätsdiskussionen mit Konzepten aus der Nahrungsnetztheorie zu verknüpfen hat sowie (etwas bescheidener) mit solchen aus der Biodiversitätsdiskussion (s.a. Ricotta 2003). Man kann außerdem aus unserer Sicht ein wenig weiterkommen, wenn neben den klassischen Konzepten zu den Biodiversitätsmaßen auch noch ordnungstheoretische Verfahren angewendet werden. Wir schlagen also vor, zusätzlich zu den klassischen Konzepten

- Schlüsselarten und
- Erhaltung von Funktionen
- Rote Listen Arten
- Biodiversitäts(indices)

auch Techniken einzusetzen, die hohe Aggregationen vermeiden, die letztlich hinter der Ableitung von Biodiversitätsindices stehen. Konkret wird also als Zwischenschritt die Nutzung von Hasse-Diagrammen empfohlen. Wir schlagen außerdem vor, zumindest als Forschungsgegenstand, die Wahl der Biodiversitätsindices anhand der von Salomon erstmals eingeführten Technik der Partialsummen und deren mathematische Analyse anhand des Karamata-Theorems von zusätzlichen Kriterien abhängig zu machen.

Diskutiert man die Biodiversität, ohne an Struktur und Funktion von Ökosystemen zu denken, geht man unseres Erachtens an den Intentionen der WRRL vorbei. Wohl wissend, dass Nahrungsnetze (noch dazu kontinuierlich bewertete) derzeit einen erheblichen Forschungs-, und Mittelaufwand darstellen, meinen wir, dass der Weg zu mehr Ökologie im Schutzziel 'Artenvielfalt' über die Diskussion und adäquate Auswertung der Nahrungsnetze und deren Gütemaße zu gehen hat.

Danksagung. Wir danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für die Förderung der Arbeiten im Rahmen eines Pilot-Projektes.

Tabelle 2: Normierte und nach der Größe sortierte Werte für Gülper See (Gülp) und Stechlinsee (Stec)

See	1. Komponente	2. Komponente	3. Komponente	4. Komponente	... 15.te Komponente
Gülp	50	25	25	0	...0
Stec	26.6	6.6	6.6	6.6	...0 ¹
Δ	23.4	18.4	18.4	-6.6

¹ 11 mal 6.6 dann 3 mal 0

Literatur

- Beckenbach EF, Bellman R (1971): An Inequality of Karamata. In: Inequalities, p. 30–31, Springer-Verlag, Berlin
- Begon M, Harper JL, Townsend CR (1996): Ecology Individuals, Populations, and Communities, 3 edn., Blackwell Science, Oxford
- Brüggemann R, Steinberg C (2000): Einsatz der Hasse-Diagrammtechnik zur vergleichenden Bewertung von Analysendaten – am Beispiel der Umweltuntersuchungen in den Regionen Baden-Württembergs. In: Analytischer Taschenbuch 21 (Ed. Günzler H), S. 3–33. Springer-Verlag, Berlin
- Brüggemann R, Fromm O, Steinberg C (2000): Biodiversitätsmaße – kritische Überlegungen aus naturwissenschaftlicher und ökonomischer Sicht. Wasser & Boden 52: 31–35
- Brüggemann R, Fromm O (2001): Partielle Ordnungen: Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel der Biodiversität. In: Jahrbuch Ökologische Ökonomie 2: Ökonomische Naturbewertung (Eds. Meyerhoff J, Hampicke U, Marggraf R) S. 181–200, Metropolis-Verlag, Marburg
- Brüggemann R, Wilhelm T (2002): Scaling Laws by Randomly Generated Networks. In: Scales, hierarchies and emergent properties in ecological models – Proceedings of 2000 (Ed. Hölker F), p. 61–70, Peter Lang, Frankfurt/M
- El-Basil S, Randić M (1992): Equivalence of Mathematical Objects of Interest in Chemistry and Physics. Adv in Quantum Chemistry 24: 239–290
- Hill MO (1973): Diversity and Evenness: A Unifying Notation and its Consequences. Ecology 54: 427–432
- Jørgensen SE, Nielsen DL, Mejer H (1995): Emergy, environ, exergy and ecological modelling. Ecol Mod 77: 99–109
- Mauersberger P (1996): From a theory of local processes in aquatic ecosystems to a theory at the ecosystem scale. The Science of the Total Environment 183: 99–106
- Muirhead RF (1900): Inequalities relating to some Algebraic Means. Proc Edinburgh Math Soc 19: 36–45
- Odum EP (1969): The strategy of Ecosystem Development. An Understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. Science 164: 262–270
- Ostendorp W, Walz N, Brüggemann R (2003a): Grenzüberschreitender Seeuferschutz im Spannungsfeld von Nutzungsinteressen am Beispiel des Bodensee (Teil 1). UWSF – Z Umweltchem Ökotox 15: 125–134
- Ostendorp W, Walz N, Brüggemann R (2003b): Problemfeld Seeufer am Beispiel Bodensee – Umsetzung der Uferschutzbestimmungen (Teil 2). UWSF – Z Umweltchem Ökotox 15: 187–198
- Patil GP, Taillie C (1982): Diversity as a Concept and its Measurement. J Am Statist Assoc 77: 548–561
- Patten BC (1992): Energy, emergy and environs. Ecol Mod 62: 29–69
- Perez-Espana H, Arreguin-Sanchez F (1999): A Measure of Ecosystem Maturity. Ecol Mod 119: 79–85
- Randić M (1978): On Comparability of Structures. Chem Phys Lett 55: 547–551
- Randić M (1992): In Search of Structural Invariants. J Math Chem 9: 97–146
- Ricotta C (2003): On Parametric TIS: Bridging the Gap Between Ecological Statistics and Mathematical Chemistry. Third Indo-US Workshop on Mathematical Chemistry, August 2–7, Duluth, Minnesota, USA
- Ruch E (1975): The diagram lattice as Structural Principle. Theor Chim Acta 38: 167–183
- Ruch E, Gutman I (1979): The Branching Extent of Graphs. J Combinatorics-Inform System Sciences 4: 285–295
- Shannon CE (1948): A mathematical theory of communication. Bell System Tech J 27: 623–656
- Simpson EH (1949): Measurement of diversity. Nature 163: 688.
- Salomon DL (1979): A Comparative Approach to Species Diversity. In: Ecological Diversity in Theory and Practice (Eds. Grassie JF, Patil GP, Smith W Taillie C) p. 29–35. International Co-operative Publishing House, Fairland, Maryland
- Ulanowicz RE (1997): Ecology, the ascendant Perspective, 1 edn. Columbia University Press, New York
- Walz N, Brüggemann R, Ostendorp W (2002): Seeufer, das vergessene Ökoton – Einführung in eine neue Beitragsserie. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 14: 255–256
- Walz N, Ostendorp W, Brüggemann R (2003): Die ökologische Bewertung von Seeufern in Deutschland. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 15: 31–38
- Wilhelm T, Brüggemann R (2000): Goal functions for the development of natural systems. Ecol Mod 132: 231–246
- Wilhelm T, Brüggemann R (2001): Information Theoretic Measures for the Maturity of Ecosystems. In: Integrative Systems Approaches to Natural and Social Dynamics (Eds. Matthies M, Malchow H, Kriz J) p. 263–273, Springer-Verlag, Berlin
- Wolfram S (1986): Theory and Applications of Cellular Automata. World Scientific, Singapore

Erhalten: 8. Oktober 2003

Akzeptiert: 12. Oktober 2003

OnlineFirst: 13. Oktober 2003

Weitere Publikationen von und mit Rainer Brüggemann in UWSF

- Brüggemann R (2003): Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und -umsetzung (Buchbesprechung). UWSF – Z Umweltchem Ökotox 15 (2) 135
- Voigt K, Welzl G, Brüggemann R, Pudenz S (2002): Bewertungsansatz von Umweltmonitoring-Informationssystemen in Ballungsräumen. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 14 (1) 58–64
- Pudenz S, Brüggemann R, Voigt K, Welzl G (2002): Nachhaltige Entwicklung von Managementstrategien. Multikriterielle Bewertungs- und Entscheidungshilfe-Instrumente. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 14 (1) 52–57
- Fromm O, Brüggemann R (1999): Ökonomische Ansätze zur Ökosystembewertung am Beispiel des Bodens. Teil III: Ökonomische Bewertung in der Zeit: Das Diskontierungsproblem. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 11 (4) 235–240
- Fromm O, Brüggemann R (1999): Ökonomische Ansätze zur Ökosystembewertung am Beispiel des Bodens. Teil II: Verfahren zur Monetarisierung von Ökosystemleistungen. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 11 (3) 177–179
- Fromm O, Brüggemann R (1999): Ökonomische Ansätze zur Ökosystembewertung am Beispiel des Bodens. Teil I: Der Boden aus ökologischer, ökonomischer und ökologisch-ökonomischer Sicht. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 11 (2) 119–124
- Brüggemann R, Steinberg C (1999): Ein Ansatz zur Methodik der vergleichenden Bewertung von Bodenbelastungen. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 11 (3) 135–143
- Brüggemann R, Steinberg C (1998): Partielle Ordnung. Ein Hilfsmittel zur ökotoxikologischen Beurteilung von Chemikalien. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 10 (6) 376–378
- Steinberg C, Haitzer M, Höss S, Lorenz R, Brüggemann R, Burnison BK (1997): Veränderung von Biokonzentration und Wirkung von PSM in Anwesenheit von Huminstoffen. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 9 (2) 64–68
- Brüggemann R, Ginzel G, Steinberg C (1997): Trinkwasserschutzgebiete. Ein mathematisches Hilfsmittel zur Harmonisierung von Interessenkonflikten bei der Ausweisung von Trinkwasserschutzgebieten. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 9 (6) 339–343
- Brüggemann R, Kaune A, Klein J, Zellner R (1996): Einsatz der Hasse-Diagrammtechnik zur vergleichenden Bewertung von Umweltveränderungen. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 8 (2) 89–96
- Brüggemann R, Steinberg C (1995): Einsatz der Hasse-Diagrammtechnik zur vergleichenden Bewertung von aquatischen Wirkungstests. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 7 (6) 323–331
- Brüggemann R, Kaune A, Zelles K, Hartmann A (1995): Einsatz der Hasse-Diagrammtechnik zur vergleichenden Datenanalyse von Biomarkerantworten und ökotoxikologischen Tests. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 7 (5) 265–274
- Voigt K, Brüggemann R, Benz J (1995): Umweltrelevante Datenbanken. Online-Datenbanken und CD-ROMs. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 7 (4) 226–233
- Behrendt H, Brüggemann R (1994): Benzol: Modellrechnungen zum Verhalten in der Umwelt. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 6 (2) 89–98
- Forster E-M, Matthies M, Brüggemann R (1993): Optimierung eines Bioindikator-Meßnetzes mit geostatistischen Methoden und einem geographischen Informationssystem. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 5 (5) 286–294